中国生态农业学报 2016 年 2 月 第 24 卷 第 2 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Feb. 2016, 24(2): 235−243

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.150719

单次污水灌溉后长期污灌土壤镉的垂向分布特征*

辛璐君[1] 齐学斌[1**] 郭建青[2] 樊向阳[1] 刘 燕[1] 胡艳玲[1]
(1. 中国农业科学院农田灌溉研究所 新乡 453003; 2. 长安大学环境科学与工程学院 西安 710054)

摘 要 以河南省新乡市娘娘庙污灌区一块约 328 m^2 的田块为研究区, 采用均值、变异系数、半方差函数及分维数等相结合的方法, 分析一次污水灌溉前后 10 d 内东西向剖面 A、B、C 和 D(南北向每相距 10.5 m 设置 1 个剖面, 由北至南依次编号为 A、B、C 和 D)的土壤有效镉的垂向空间变异及其分布特征, 为田块土壤中有效态镉分布与土壤植物修复相结合的研究思路提供基础性探讨。结果表明: 灌水后, 土壤有效镉含量在剖面 A、B、C 和 D 的均值分别减少 0.06 $mg \cdot kg^{-1}$、0.11 $mg \cdot kg^{-1}$、0.14 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 0.23 $mg \cdot kg^{-1}$, 呈现中等离散程度; 在 0.393~1.308 m 变程范围内, 块基比 $C_0/(C_0+C)<25\%$, 土壤有效镉剖面总体表现出由随机性引发的变异较小, 空间相关性较强; 剖面 A、C 和 D 土壤有效态镉的分维数降低, 空间变异程度减弱。Kriging 插值结果表明该区有效镉呈条带状分布格局, 且在 0~15 cm 土层呈现累积现象; 沿灌水方向, 土壤有效镉含量剖面等值线分布由密集到稀疏。相关分析表明, 土壤有效镉含量与土壤有机质含量呈正相关, 与土壤含水率呈中等程度相关, 与 pH 呈现强负相关, 表现为土壤有机质含量越高土壤有效镉含量越大, pH 越高土壤有效镉含量越小; 污水灌溉对土壤有效镉、土壤含水率、土壤 pH 和土壤有机质的影响显著, 同时会削弱有效镉与各影响因子间的相关关系。伴随着污水灌溉动态的有效镉分布和变异特征可以为应用植物吸附进行土壤重金属污染修复方面的研究提供基础数据。

关键词 污水灌溉 土壤剖面 有效镉 空间变异性 土壤重金属
中图分类号: X131.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2016)02-0235-09

Vertical variability of cadmium after one sewage irrigation in long-term sewage-irrigated areas*

XIN Lujun[1], QI Xuebin[1**], GUO Jianqing[2], FAN Xiangyang[1], LIU Yan[1], HU Yanling[1]
(1. Institute of Farmland Irrigation Research, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453003, China;
2. Institute of Environmental Sciences and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China)

Abstract There is limited development of agricultural economy in the north area of China that has been irrigated with sewage water for a long time, because of the uneven distribution of water resources and different levels of soil pollution. The main contaminants of sewage irrigation are heavy metals, which contamination area has been expanding over the years. A number of large-scale or multi-scale studies have been conducted on heavy metal pollution in surface soils in irrigated areas. However, studies have less focused on the vertical distribution of heavy metal, but mainly concentrated on the characteristics of migration and leaching of heavy metals in the soil. It is therefore necessary to focus on the vertical cross-sectional view of the spatial variability of soil heavy metals in sewage irrigated areas on a small scale. In this study, we investigated the spatial variability and distribution of available cadmium in the soil after once sewage irrigation. Using classical statistics and geo-statistical techniques, we measured the spatial variability and distribution in a 328 m^2 field in the Niangniangmiao sewage irrigation area in Xinxiang, Henan Province. The classical statistical analysis suggested that the mean available cadmium in soil sections A, B, C and D (the south-north sections with 10.5 m away from each other and across the field from north to south)

* 国家高技术研究发展计划(863 计划)课题(2012AA101404)资助
** 通讯作者: 齐学斌, 主要研究方向为水资源与水环境。E-mail: qxb6301@sina.cn
辛璐君, 主要研究方向为水资源与水环境。E-mail: dewxin@126.com
收稿日期: 2015-06-22 接受日期: 2015-11-05
* Supported by the National High Technology Research and Development Program of China (863 Program, No. 2012AA101404)
** Corresponding author, E-mail: qxb6301@sina.cn
Received Jun. 22, 2015; accepted Nov. 5, 2015

decreased, respectively, by 0.06 mg·kg^{-1}, 0.11 mg·kg^{-1}, 0.14 mg·kg^{-1} and 0.23 mg·kg^{-1} after sewage irrigation; suggesting a moderate degree of dispersion. The dispersion in soil section B increased by 4.32%, while it decreased in other sections by 9.39% (A), 6.12% (C) and 10.98% (D), all of which were within the 28.31%–45.16% range after sewage irrigation. Geo-statistical analysis showed that the overall variation in available cadmium in the soil sections was random, $C_0/(C_0+C) < 25\%$. Soil available cadmium had a strong spatial correlation within the 0.393–1.308 m range. The optimal empirical semi-variogarm models for simulating soil cadmium content for soil sections A, B, C and D were respectively spherical, spherical, Gaussian and exponential modles. Soil profile B had the highest (1.997) fractal dimension of available cadmium. The fractal dimension decreased after sewage irrigation suggesting a weakening spatial variability of soil available cadmium. Structural factors played a decisive role in the vertical spatial variability and distribution of available cadmium in the soil sections. Kriging interpolation suggested a banded distribution pattern. There was significant available cadmium accumulation in the 0–15 cm soil layer. The distribution contour of available cadmium in the soil sections varied from dense to sparse along irrigation direction. Correlation and variance analysis showed that available cadmium content was positively correlated with organic matter content, moderately correlated with soil moisture, strongly negatively correlated with pH. The effect of irrigation on each factor was significantly, moreover, irrigation could dampen the impact of the factors on available cadmium. The results on distribution and variation in soil available cadmium showed leaching and migration of soil available cadmium after sewage irrigation. This was more visible for the 0–15 cm top soil than the 30–40 cm sub-soil. The spatial variability of soil available cadmium was mainly influenced by soil structural factors. The study provided the primary investigation for phytoremediation of heavy metal in polluted soils.

Keywords Sewage irrigation; Soil profile; Available cadmium; Spatial variability; Heavy metal

土壤特性的空间差异性[1]使重金属在土壤中具有一定的空间分布特征。自 20 世纪 60 年代由 Matheron 系统化提出了“区域化变量”的概念[1]，80 年代 McBratney 等[2]形成地质统计学理论，到现阶段 GIS 和 Kriging 插值的综合应用，土壤特性空间变异定量化的研究得到了较为深入的发展，并成功应用于研究土壤水分特征[3–4]、水盐动态[5–6]、土壤养分[7–8]、重金属[9–11]及其他元素的空间分布上。我国华北地区，因水资源分配不均，利用污水灌溉农田历史悠久，由污水灌溉带来的不同程度的土壤污染制约着污灌区农业经济的发展。重金属作为污灌主要的污染物之一，影响面积在不断扩大，尤以镉、汞及其复合污染较为突出[12]。土壤重金属在不同地区表现出不同的变异特征，在一定范围内具有明显的空间相关性[11,13–14]；在同一地区不同尺度下，部分重金属的空间估值可以较好地表现变量空间变异[15]。然而，现有研究大多是关于大尺度或多尺度灌区的耕层土壤重金属污染现状[16–20]，也有少数学者对土壤重金属的垂向分布进行研究，但主要是关注重金属淋失迁移的特征。长期灌溉下，重金属元素表现出在土壤表层累积，土壤镉的淋失迁移程度大于土壤铅[21–22]。因此，对于灌区小尺度纵向剖面土壤重金属的空间变异还需要进一步研究。本研究以河南省新乡市长期进行污水灌溉的田块作为研究区域，运用传统统计学、地质统计学、Kriging 插值、分形理论和相关分析等方法，探讨了污水灌溉前后垂向剖面土壤有效镉含量的空间变异性与分布特征，分析有效镉与其他影响因素间的相关关系，为该污灌区土壤中有效态镉分布与土壤植物修复相结合的研究思路提供基础性探讨。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

河南省新乡市地处河南省北部，黄河中下游，为豫北政治、经济、文化和交通中心之一，也是国内较为重要的电池生产地。研究田块位于新乡市郊娘娘庙灌区，该灌区长期大面积采用冬小麦–夏玉米的耕种模式，经水渠引卫河水灌溉。卫河通常系指河南省新乡市合河乡至山东省聊城市秤钩湾一段，至西向东流经娘娘庙灌区，年均流量约为 2 m^3·s^{-1}。卫河因长年接纳引黄灌溉退水及城市生产生活污水，逐渐成为生态失控的排污河道[23]，但娘娘庙灌区并未因卫河水质逐年变差而改变其灌溉水源，可见利用污水灌溉依然是缓解当地农业用水紧缺的主要途径之一。研究区内土壤主要为粉砂质黏土，灌溉水中，总氮含量超出《农田灌溉水质标准》(GB 5084—2005)旱作标准值，重铬酸盐指数(CODcr)和总氮含量超出《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) V 类。

1.2 研究方法与数据处理

1.2.1 样本采集

本次研究的田块为一块长 42 m(南北向)、宽 7.2 m (东西向)的长方形区域，考虑到取土、实验室检测等的工作量，在南北向每相距 10.5 m 设置 1 个剖面，由北至南依次编号为 A、B、C 和 D，首尾剖面距离

地块边界 5.25 m；东西向每隔 0.9 m 布设 1 个采样点，则每个剖面上为 7 个采样点，首末采样点与田块边界间距 0.9 m；依据种植小麦之前的土壤本底值以及重金属离子在土壤中迁移缓慢，且分布变化不明显等特性，取土过程使用钻头直径 5 cm、设计采样深度为 1 m 土钻，进行 0~40 cm 深度的土样采集，以 10 cm 为间隔。每个剖面上以长方形网格状分布 28 个采样点，测定污水灌溉前后土壤含水率、pH、有机质含量和有效态镉 4 项参数。

灌水时间为 2013 年 4 月 25 日，两次采样的时间分别为 2013 年 4 月 15 日和 2013 年 5 月 2 日，采样间隔期间未出现降水；灌水量约为 60 m^3·次$^{-1}$，灌水以大水漫灌方式(灌溉水入渗深度 40~60 cm)，垂直于剖面方向由南至北进行灌溉。

试验开始时，以“S”状在整个地块取 5 个采样位置，每个采样位置取 3 个采样孔，采样深度为 80 cm，以 10 cm 为间隔，各层土样为 3 个采样孔的混合土样，经检测取不同深度的平均值，田块土壤基本理化性状为：镉 1.02 mg·kg^{-1}、有效镉 0.356 mg·kg^{-1}、pH 8.5、有机质质量百分数 2.14%、容重 1.42 g·m^{-3}，0~40 cm 均为粉砂黏质土；卫河水样：pH 7.38、电导率 2 913.33 μS·cm^{-1}、CODcr 72.77 mg·L^{-1}、总氮 23.17 mg·L^{-1}、总钾 12.87 mg·L^{-1}、镉 0.004 969 mg·L^{-1}、铅 0.001 402 mg·L^{-1} 和铬 0.002 107 mg·L^{-1}。

1.2.2　样品检测

土样采集过程中，一钻土分为两部分：一部分湿土装入铝盒，于 105 ℃烘箱中烘 12 h 后 取出称重，测定土壤含水率；另一部分湿土装入密封袋，于实验室风干，研磨，过 2 mm 尼龙筛，用 DTPA(二乙三胺五乙酸)提取剂以 1∶2 制成悬浊液，置于塑料管中，震荡 2 h 后过滤得清液[24]，使用日本岛津(AA-6300)原子吸收分光光度计测定土壤重金属镉的有效态含量，采用低温外热重铬酸钾氧化–比色法测定土壤有机质，由上海精科(752N)紫外可见分光光度计测定标准曲线和各土样的吸光度值；用超纯水处理干土 1∶5 制成悬浊液，采用电位法测定土壤 pH，使用 pH 计上海精科(PHS-3E)酸度计进行测定。所有参数指标的测定方法均参照《土壤农业化学分析方法》；所有的室内实验均完成于中国农业科学院水资源安全高效利用重点开放实验室。

1.2.3　数据处理

使用 SPSS 软件计算统计参数、进行正态性检验和相关分析，采用地统计辅助软件 GS+9.0 进行半方差函数模型的拟合与分维数的计算，利用 SURFER 软件进行 Kriging 插值，绘制等值线图。计算原理可参见文献[1,25]。

2　结果与分析

2.1　土壤特性及有效镉的均值与变异系数分析

土壤有效镉、含水率、pH 和有机质的均值和变异系数的测定和计算结果见表 1，通过方差分析 *F* 检验，除剖面 A 有效镉含量的 *P* 值为 0.04，其余均为 0，4 项参数的各剖面 *P* 值均小于 0.05，表明此次污水灌溉对土壤有效镉、含水率、pH 和有机质的分布影响显著。

污水灌溉后，A、B、C、D 剖面有效镉均值较灌水前分别减少 0.06 mg·kg^{-1}、0.11 mg·kg^{-1}、0.14 mg·kg^{-1} 和 0.23 mg·kg^{-1}(表 1)，说明灌水后一段时间内，土壤

表 1　污水灌溉后不同剖面土壤特性及有效镉的统计参数表

Table 1　Changes of soil characteristics and available cadmium contents after one sewage irrigation in different soil sections of sewage irrigated field

剖面 Section	时间 Time	含水率 Moisture content		pH		有机质 Organic matter		有效镉 Available cadmium	
		平均值 Average (%)	变异系数 CV (%)	平均值 Average	变异系数 CV (%)	平均值 Average (g·kg^{-1})	变异系数 CV (%)	平均值 Average (mg·kg^{-1})	变异系数 CV (%)
A	灌水前 Before irrigation	23.18±1.40aA	6.02	8.74±0.05bB	0.59	18.7±2.60cC	13.90	0.56±0.26aA	45.53
	灌水后 After irrigation	18.29±0.28bA	1.53	8.67±0.29aA	0.61	25.8±2.96aA	11.47	0.50±0.18aA	36.14
B	灌水前 Before irrigation	12.17±3.74cdC	30.73	8.83±0.12aA	1.33	17.5±3.98dD	22.74	0.29±0.12cC	40.84
	灌水后 After irrigation	16.37±0.44cB	2.72	8.61±0.05cC	1.13	23.2±3.98bB	17.16	0.18±0.08dC	45.16
C	灌水前 Before irrigation	13.19±0.94bB	7.12	8.75±0.07bB	0.75	22.9±2.81aA	12.27	0.44±0.19bB	42.27
	灌水后 After irrigation	18.40±0.48abA	2.63	8.69±0.10aA	0.68	26.4±3.54aA	13.41	0.30±0.11bB	36.15
D	灌水前 Before irrigation	12.45±0.82cBC	6.56	8.74±0.26bB	1.78	21.2±3.13bB	14.76	0.45±0.18bB	39.29
	灌水后 After irrigation	18.50±0.92aA	4.96	8.64±0.60bB	0.59	23.4±2.92bB	12.48	0.22±0.06cC	28.31

A、B、C 和 D 为研究田块由北至南依次布设的剖面。表中同一时间内同列不同小写字母表示统计检验不同剖面在 *P*<5%水平差异显著；同一时间内同列不同大写字母表示统计检验不同剖面在 *P*<1%水平差异极显著。A, B, C and D refer to the sections cross the study plot from north to south, respectively. Different small letters in the same time and same column represent significant difference among different sections at *P* < 5% level. Different capital letters in the same time and same column represent extremely significant difference among different sections at *P* < 1% level.

垂向剖面的有效镉经过迁移、植物吸收或离子状态转化等作用而有所减少。灌水前各剖面有效镉变异系数较为相近，呈中等离散程度，变化范围为 39.29%~45.53%。灌水后有效镉仍呈现出中等离散，除剖面 B 离散程度增加 4.32%，其余剖面分别减少 9.39%、6.12%和 10.98%，范围为 28.31%~45.16%。由此表明，污水灌溉后土壤中垂向剖面有效镉含量变异趋于减小，有效镉经过迁移、转化等物理作用，在垂向方向上进行了重新分布，均一化程度较明显。

A、B、C、D 剖面的含水率均值较灌水前分别变化了–4.89%、4.20%、5.21%和 6.05%，除剖面 A 外，其余剖面土壤含水率有所增加；位于地块北面的剖面 A，可能受到灌水方式(由南至北漫灌)的影响，水分渗透深度较南面土层浅，土壤水分蒸发量大。灌水前剖面 B 呈中等离散程度，其余剖面变异系数较为相近，变化范围为 6.02%~7.12%。灌水后含水率呈现弱离散，剖面 B 离散程度减少 28.01%，其余剖面分别减少 4.49%、4.49%和 1.60%，范围为 1.53%~4.96%。由此表明，污水灌溉后土壤垂向剖面含水率的变异减弱。

A、B、C、D 剖面的 pH 均值较灌水前有所减小，灌水活动会引起土壤 pH 微量变化。灌水前后各剖面 pH 均呈现弱离散程度，除剖面 A 离散程度增加 0.02%，其余剖面分别减少 0.20%、0.07%和 1.19%。由此表明，污水灌溉后土壤中垂向剖面 pH 的变异减弱。

A、B、C、D 剖面的有机质含量均值较灌水前分别增加 7.1 $g\cdot kg^{-1}$、5.7 $g\cdot kg^{-1}$、3.5 $g\cdot kg^{-1}$ 和 2.2 $g\cdot kg^{-1}$；除剖面 C 的离散程度增加 1.14%外，其余分别减少 2.43%、5.58%和 2.28%，呈现中等离散程度。结果显示，污水灌溉后有机质含量有所增加，但分布的变异程度减弱，表明此次污水灌溉后土壤中垂向剖面有机质受土壤团粒结构增多的影响而离散程度有所减弱。

由传统统计学对 4 项因子的分析数据可以看出，污水灌溉后土壤有效镉、含水率、pH 和有机质的离散程度有减弱趋势。

2.2 土壤有效镉空间变异特征分析

根据地统计学的原理，利用块金值(C_0)与块基比[$C_0/(C_0+C)$]可以分别表征区域化变量的由随机因素引起的变异程度和变量的空间相关关系的强弱。GS+9.0 地统计分析软件的半方差函数模拟及参数值见表 2。灌水前后各剖面的块金值差异较大，灌水后 A 剖面的增幅明显，剖面 B、C、D 分别下降 98.6%、52.7%和 86.2%，变化范围为 1.0×10^{-4}~7.8×10^{-3}，说明随机性在剖面 A 的空间变异中占主导地位，而污水灌溉后垂向剖面总体表现出受施肥、耕作措施、种植制度等人为活动的影响所引发的变异较小。

表 2 污水灌溉前后不同剖面土壤有效镉半方差参数

Table 2 Parameters of semi-variance of soil available cadmium content in different soil sections of the sewage irrigated field before and after sewage irrigation

剖面 Section	时间 Time	理论模型 Theoretical model	块金值 C_0	基台值 C_0+C	块基比 $C_0/(C_0+C)$	变程 Range (m)
A	灌水前 Before irrigation	球状 Spherical	1.90×10^{-3}	6.68×10^{-2}	0.028	0.513
	灌水后 After irrigation	球状 Spherical	7.80×10^{-3}	4.21×10^{-2}	0.185	1.308
B	灌水前 Before irrigation	高斯 Gauss	7.00×10^{-3}	2.20×10^{-2}	0.318	1.857
	灌水后 After irrigation	球状 Spherical	1.00×10^{-4}	6.52×10^{-2}	0.002	0.393
C	灌水前 Before irrigation	高斯 Gauss	7.27×10^{-3}	3.57×10^{-2}	0.203	0.395
	灌水后 After irrigation	高斯 Gauss	3.44×10^{-3}	1.45×10^{-2}	0.238	0.443
D	灌水前 Before irrigation	高斯 Gauss	7.25×10^{-3}	3.62×10^{-2}	0.200	0.419
	灌水后 After irrigation	指数 Exponential	1.00×10^{-3}	4.05×10^{-3}	0.025	0.783

灌水后 $C_0/(C_0+C)$比值为 0.002~0.238，与灌水前相比，灌水后剖面 A 和 C 有所增大，空间变异主要由随机因素引起的；剖面 B 和 D 均大幅减小，随机作用减弱。整体表现出，污水灌溉后有效镉在垂向剖面由随机因素引起的空间变异较小，呈现强空间相关性。

变程(range)值呈现出灌水后土壤有效镉自相关范围为 0.393~1.308 m；剖面 B 的自相关范围变小，且小于自相关范围变大的剖面 A、C 和 D，变程值(h)表示若两观测值之间的距离小于该值，则它们之间存在一定空间相关性，说明剖面 B 有效镉的相关范围缩小；试验田块在垂向剖面上，土壤有效镉总体呈现空间相关范围变大的趋势，表现出一种小尺度范围内的弱变异。

2.3　土壤有效镉分维数分析

分维数能够表示变量在无标度区间内的空间连续程度[26]。图 1 为灌水后各剖面有效镉的分维数图，由图 1 可以看出，灌水后各剖面的分维数均处于 1~2 间，表示着土壤中镉的有效态参数值在连续面上处于严格的空间依赖和完全的空间独立之间，土壤结构具有分形特征[27]，两者是具有内在联系的。

试验中灌水前，剖面 A、B、C 和 D 的分维数分别为 1.883、1.776、1.906 和 1.887，灌水后的土壤有效态镉的半方差函数[$\gamma(h)$]–变程(h)关系具有分形规律，如图 1 所示。剖面 B 的有效镉分维数最高，为 1.997；其余剖面的分维数均较灌水前降低，分别为剖面 A 1.747、剖面 C 1.875 和剖面 D 1.840，总体上表明有效镉在垂向分布上的空间变异由结构性因素起决定作用。

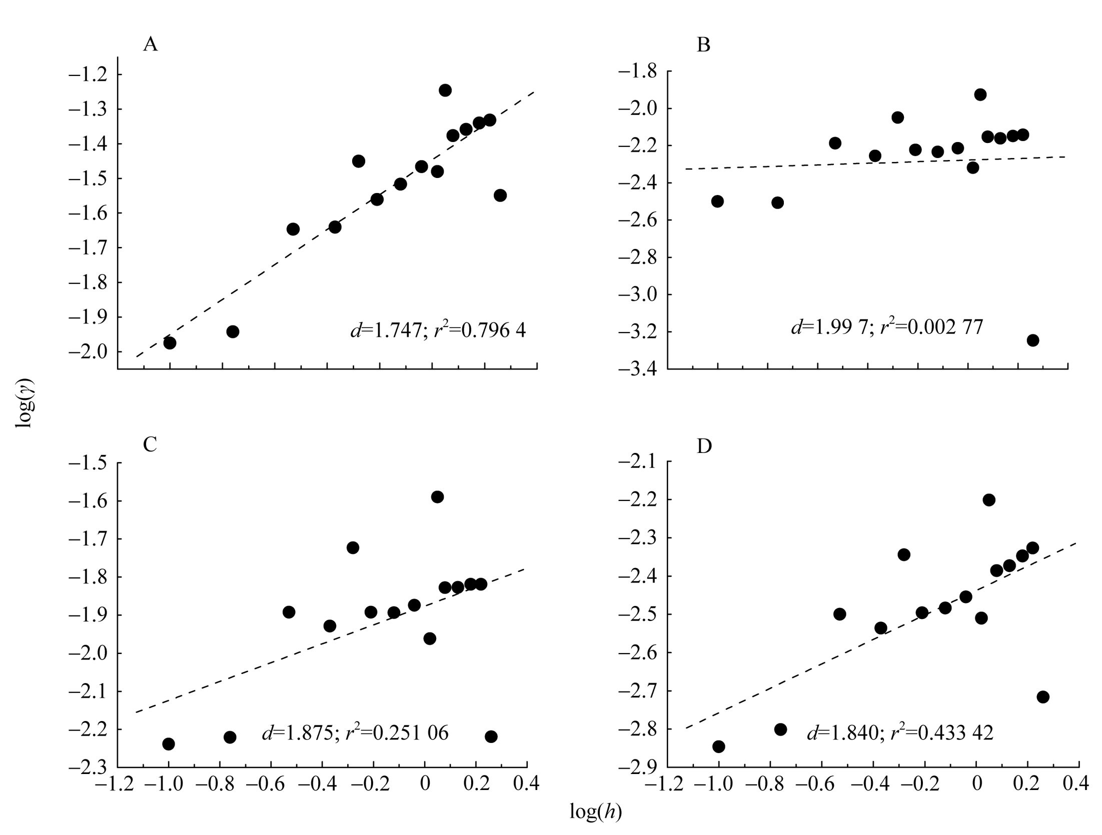


图 1　污水灌溉后剖面 A、B、C 和 D 的土壤有效镉的分维数

Fig. 1　Fractal dimensions of soil available cadmium in sections A, B, C and D in sewage irrigated field after irrigation

r: 半方差函数; h: 变程。r: semivariance; h: separation distance.

2.4　土壤有效镉垂向分布分析

等值线图可以直观和准确地描述试验区不同剖面土壤有效态镉的垂向分布情况。试验田块为北东高，南西低，粉砂质黏土；灌水方向为由南向北。试验田块依据试验数据，绘制的等值线图如图 2 所示。从图中可以看出，灌水后，剖面 A、B 和 C 土壤有效态镉大体呈现东西向的条带状分布，剖面 D 呈现为块状分布。剖面上土壤有效镉均在表层 0~15 cm 之间含量较高，表现出一定的表聚现象；较低含量值出现在 25~35 cm 的范围内。由剖面 A 至 D，有效镉含量等值线分布由密集到稀疏，变化幅度逐渐变小，梯度减弱，方向有所改变。漫灌水流由 A 至 D 过程中，因地势和土壤颗粒大小等因素的影响，表现出有效镉含量在垂向剖面上由复杂至简单的分布差异，说明有效镉含量的垂向空间分布主要由结构性因素控制。

各剖面土壤有效镉含量灌水后均有所减少，等值线梯度减弱，趋向于块状分布，表明灌水之后，土壤有效镉发生迁移和转换，同时水中的镉也会受到土壤颗粒的吸附，形成一定累积效应。土壤有效镉的分布受到灌水影响，表现出剖面上的均质分布，变异性减弱。

2.5　土壤特性及有效镉的相关分析

统计学中，相关系数可以用来表征变量间是否存在某种相关关系及相关的强弱程度[28]。表 3 为土壤含水率、有机质和 pH 与土壤有效镉含量相关性结

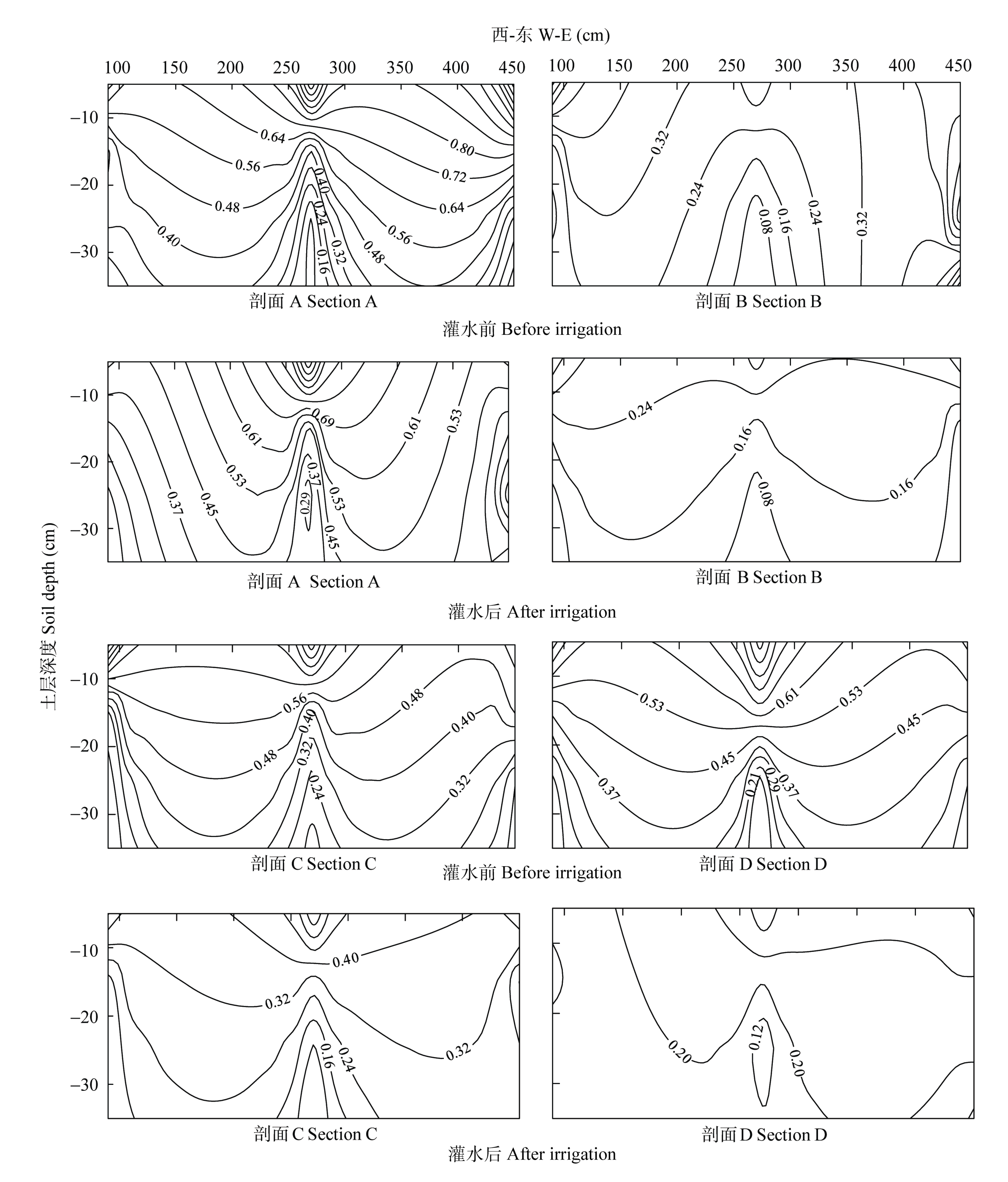


图 2 污染灌溉前后剖面 A、B、C、D 土壤有效态镉的等值图

Fig. 2 Contour maps of soil available cadmium in section A, B, C and D in sewage irrigated field before and after sewage irrigation

表 3 污水灌溉不同剖面土壤有效镉与影响参数的相关关系

Table 3 Correlation coefficients between soil available cadmium and influencing factors in different sections of sewage irrigated field before and after sewage irrigation

影响参数 Influencing factor	时间 Time	A	B	C	D
土壤含水率 Soil moisture	灌水前 Before irrigation	0.876**	0.273**	−0.424**	−0.833**
	灌水后 After irrigation	0.405**	0.511**	0.752**	0.819**
土壤有机质 Soil organic matter	灌水前 Before irrigation	0.907**	0.593**	0.944**	0.907**
	灌水后 After irrigation	0.533**	0.782**	0.937**	0.573**
pH	灌水前 Before irrigation	−0.745**	−0.607**	−0.669**	−0.907**
	灌水后 After irrigation	0.024	−0.572**	−0.705**	−0.640**

*表示 Sig.(双侧)<0.05，呈显著相关；**表示 Sig.(双侧)<0.01，呈极显著相关。* means significant correlation at Sig. < 0.05 level; ** means significant correlation at Sig. < 0.01 level.

果。从表 3 可以看出，有效镉与有机质呈强相关，与土壤含水率呈中等程度相关，与 pH 呈现强负相关。土壤有机质的含量越高，土壤有效镉含量越大；pH 越高，土壤有效镉含量越小。灌水之后，土壤含水率与有效镉的相关程度变化较大，灌水会削弱有效镉与有机质和 pH 的相关程度，说明土壤中有效镉含量受到土壤有机质、离子交换作用、灌溉水质以及土壤环境中 pH 等因素的影响。

3 讨论与结论

本研究采用地质统计学与传统统计学相结合的方式，对灌区小尺度田块单次污水灌溉垂向剖面土壤有效镉含量的空间分布和变异进行分析，结果表明：

污水灌溉后，土壤有效镉含量较灌水前有不同程度减少，空间分布呈中等离散程度，土壤含水率和土壤 pH 呈现弱离散，灌水会减弱土壤有效镉、含水率、pH 和有机质的空间离散程度。考虑到灌溉水中含有镉，灌水后田块各剖面的土壤有效镉含量并未如预期一样有所增加，说明在溶质运移的作用下土壤中重金属向下迁移[29]，淋溶和迁移的含量大于水体向土壤输入的含量。

灌水前土壤有效镉的空间变异受随机因素的影响较大，这与文献[11]中土壤镉的结论较为相近，但污水灌溉后，土壤有效镉分维数变小，$C_0/(C_0+C)$剖面间呈波动变化，垂向剖面总体受随机性因素影响较小，空间变异程度弱，自相关性强烈，剖面间的空间变异性与田块总体变化不一致，其波动变化的情况受人为、土壤结构和地域环境的相互作用，影响原因需要进一步试验和探讨。分维数与地统计方法虽然在理论上具有一定的数学关系和意义，但在本次研究中两种方法的试验结果并不完全统一，灌水后，剖面 B 和 D 的土壤有效镉分形和变异与理论推断出现差异，这可能是由于土壤并非是具有理想分形特征的介质[27]，土壤有效镉基于土壤介质的分形研究也有待进一步验证。但分维数理论的分析结果仍可以说明在小尺度田块中，土壤有效镉也适宜采用地统计模型进行空间分析与估值[15]。

等值线分布显示，各剖面土壤有效镉垂向空间分布呈现条带状，受地势和灌水方向的影响，各剖面有不同分布情况，但表土层(0~15 cm)含量均大于心土层(30~40 cm)，可见镉元素主要富集在土壤表层，这与大多数研究者的结论较为一致[30]，土壤有效镉纵向不均匀性可能受到土壤理化性质和植物根系吸收的共同作用。

另外，土壤有效镉含量与土壤有机质含量呈正相关，与土壤含水率呈中等程度相关，与 pH 呈现强负相关，说明土壤 pH、有机质含量、黏粒的含量可以影响土壤中重金属的含量[31]，同时土壤对镉的吸附可能主要取决于土壤 pH 水平和碳酸盐含量[32]；污水灌溉对各因子的影响显著，它会削弱有效镉与各影响因子间的相关关系，从而影响土壤有效镉的空间变异。

研究发现 4 块剖面土壤有效镉分布和变异基本可以反映出田块整体有效镉的情况；单次污水灌溉扰动后，有效镉在水和土壤中相互置换，土壤中有效镉发生迁移和再分布，进而在垂向剖面上形成空间变异；灌水作为连通土壤系统和植物系统的关键因素，可以认为植物吸收作用对于土壤有效镉的分布和变异是不可忽视的。若能结合修复植物或作物的样本数据，分析该田块土壤有效镉在土壤–植物系统中吸附和迁移的初步关系，对于土壤重金属污染植物修复方面的研究具有一定意义。

由于土壤重金属垂向剖面分布和变异的研究方式受采样深度和广度的限制，此次研究结论不能较好地适用于大尺度范围的试验分析。另外，研究中的灌水动态仅为单次，而由污水灌溉引起的土壤重金属污染是一个长期渐变的过程，需要在水质、灌水时间和频次方面做进一步的探讨。

参考文献 References

[1] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用[M]. 北京: 科学出版社, 1999: 1–101
Wang Z Q. Geostatistics and Its Application in Ecology[M]. Beijing: Science Press, 1999: 1–101
[2] McBratney A B, Webster R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: The semi-varigram and punctual Kriging[J]. Journal of Soil Science, 1983, 34(1): 137–162
[3] Western A W, Blöschl G, Grayson R B. Geostatistical characterisation of soil moisture patterns in the Tarrawarra catchment[J]. Journal of Hydrology, 1998, 205(1/2): 20–37
[4] Nyberg L. Spatial variability of soil water content in the covered catchment at Gårdsjön, Sweden[J]. Hydrological Processes, 1996, 10(1): 89–103
[5] 刘福汉, 王遵亲. 潜水蒸发条件下不同质地剖面的土壤水盐运动[J]. 土壤学报, 1993, 30(2): 173–181
Liu F H, Wang Z Q. Salt-water dynamics in soil profiles of different texture under groundwater evaporation condition[J]. Acta Pedologica Sinica, 1993, 30(2): 173–181
[6] 叶含春, 刘太宁, 王立洪. 棉花滴灌田间盐分变化规律的初步研究[J]. 节水灌溉, 2003(4): 4–6
Ye H C, Liu T N, Wang L H. Preliminary research on the change rule of cotton field salinity under drip irrigation[J].

Water Saving Irrigation, 2003(4): 4–6

[7] 刘杏梅, 徐建民, 章明奎, 等. 太湖流域土壤养分空间变异特征分析——以浙江省平湖市为例[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2003, 29(1): 76–82
Liu X M, Xu J M, Zhang M K, et al. Study on spatial variability of soil nutrients in Taihu Lake region — A case of Pinghu City in Zhejiang Province[J]. Journal of Zhejiang University: Agriculture & Life Science, 2003, 29(1): 76–82

[8] 王军, 傅伯杰, 邱扬, 等. 黄土高原小流域土壤养分的空间异质性[J]. 生态学报, 2002, 22(8): 1173–1178
Wang J, Fu B J, Qiu Y, et al. Spatial heterogeneity of soil nutrients in a small catchment of the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2002, 22(8): 1173–1178

[9] Maas S, Scheifler R, Benslama M, et al. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria[J]. Environmental Pollution, 2010, 158(6): 2294–2301

[10] Viriyasenakul V, Zhang N M, Zhang Y J. The longitudinal translocation characters and the influencing factors of Hg, Cd in the soil[J]. Songklanakarin Journal of Science and Technology, 2006, 28(6): 1365–1373

[11] 张乃明, 李保国, 胡克林. 太原污灌区土壤重金属和盐分含量的空间变异特征[J]. 环境科学学报, 2001, 21(3): 349–353
Zhang N M, Li B G, Hu K L. Spatial variabilities of heavy metals and salt contents in soils of Taiyuan sewage irrigation region[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2001, 21(3): 349–353

[12] Fisher M, Getis A. Recent Developments in Spatial Analysis[M]. Berlin: Springer, 1997: 1–220

[13] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 等. 长江三角洲地区土壤重金属污染的空间变异特征——以江苏省太仓市为例[J]. 土壤学报, 2007, 44(1): 33–40
Zhong X L, Zhou S L, Li J T, et al. Spatial variability of soil heavy metals contamination in the Yangtze River Delta — A case study of Taicang City in Jiangsu Province[J]. Acta Pedologica Sinica, 2007, 44(1): 33–40

[14] 李志斌, 陈佑启, 姚艳敏, 等. 吉林省中部平原区土壤有效态中微量元素的空间变异特征[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(4): 30–35
Li Z B, Chen Y Q, Yao Y M, et al. Spatial variation of available soil medium- and micro-element in Jilin middle plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2007, 15(4): 30–35

[15] 宁茂岐, 刘洪斌, 武伟. 两种取样尺度下土壤重金属空间变异特征研究[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(3): 86–91
Ning M Q, Liu H B, Wu W. Determination of the characteristics of soil heavy metal spatial variability with two soil sampling scales[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2007, 15(3): 86–91

[16] 杨梅, 刘洪斌, 武伟. 重庆三峡库区耕地土壤重金属含量的空间变异性研究[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(1): 100–103
Yang M, Liu H B, Wu W. Spatial variability of heavy metals in soil of Three-Gorges Reservoir in Chongqing[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2006, 14(1): 100–103

[17] 张乃明, 李保国, 胡克林. 污水灌区耕层土壤中铅、镉的空间变异特征[J]. 土壤学报, 2003, 40(1): 151–154
Zhang N M, Li B G, Hu K L. The spatial variation characteristics of lead and cadmium in the soil of the sewage irrigation area[J]. Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(1): 151–154

[18] 胡克林, 张凤荣, 吕贻忠, 等. 北京市大兴区土壤重金属含量的空间分布特征[J]. 环境科学学报, 2004, 24(3): 463–468
Hu K L, Zhang F R, Lü Y Z, et al. Spatial distribution of concentrations of soil heavy metals in Daxing County, Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2004, 24(3): 463–468

[19] 孙波, 周生路, 赵其国. 基于空间变异分析的土壤重金属复合污染研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(2): 248–251
Sun B, Zhou S L, Zhao Q G. Combined pollution of heavy metal in soil based on spatial variation analysis[J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2003, 22(2): 248–251

[20] Wang X J, Zhang Z P. A comparison of conditional simulation, Kriging and trend surface analysis for soil heavy metal pollution pattern analysis[J]. Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 1999, 34 (1): 73–89

[21] 南忠仁, 李吉均. 干旱区耕作土壤中重金属镉铅镍剖面分布及行为研究——以白银市区灰钙土为例[J]. 干旱区研究, 2000, 17(4): 39–45
Nan Z R, Li J J. Study on the distribution and behavior of selected metals (Cd, Ni, Pb) in cultivated soil profile in arid zone (take Baiyin Region as an example)[J]. Arid Zone Research, 2000, 17(4): 39–45

[22] 郑国璋. 关中娄土剖面中重金属元素的垂直分布规律研究[J]. 地球学报, 2008, 29(1): 109–115
Zheng G Z. The vertical distribution regularity of heavy metal elements in Guanzhong tier soil profile[J]. Acta Geoscientica Sinica, 2008, 29(1): 109–115

[23] 王国重. 新乡市水资源紧缺状况及对策[J]. 水资源保护, 2002(4): 31–32
Wang G C. Water resources shortage in Xinxiang City and its countermeasures[J]. Water Resources Protection, 2002(4): 31–32

[24] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
Lu R K. Agricultural Chemical Analysis of the Soil[M]. Beijing: China Agriculture Sci-tech Press, 2000

[25] 侯景儒, 黄竞先. 地质统计学的理论与方法[M]. 北京: 地质出版社, 1990
Hou J R, Huang J X. Theory and Method of Geostatistics[M]. Beijing: Geological Publishing House, 1990

[26] 黄润生. 混沌及其应用[M]. 武汉: 武汉大学出版社, 2000: 209–210
Huang R S. Chaos and Its Applications[M]. Wuhan: Wuhan University Press, 2000: 209–210

[27] 龚元石, 廖超子, 李保国. 土壤含水量和容重的空间变异及其分形特征[J]. 土壤学报, 1998, 35(1): 10–15
Gong Y S, Liao C Z, Li B G. Spatial variability and fractal

dimension for soil water content and bulk density[J]. Acta Pedologica Sinica, 1998, 35(1): 10–15

[28] 汪荣鑫. 数理统计[M]. 西安: 西安交通大学出版社, 2011: 174–176
Wang R X. Mathematical Statistics [M]. Xi'an: Xi'an Jiaotong University Press, 2011: 174–176

[29] 郑伟林. 山西省小店污灌区重金属垂直分布特征及形态分析[C]//中国环境科学学会. 2010 中国环境科学学会学术年会论文集(第 4 卷). 北京: 中国环境科学出版社, 2010: 3803–3809
Zheng W L. Vertical distribution and morphology of heavy metal in Xiaodian sewage irrigation area of Shanxi Province[C]// Chinese Society for Environmental Sciences. 2010 China Environmental Science Society Annual Conference Proceedings (Volume 4). Beijing: China Environmental Science Press, 2010: 3803–3809

[30] 曹淑萍. 重金属污染元素在天津土壤剖面中的纵向分布特征[J]. 地质找矿论丛, 2004, 19(4): 270–274
Cao S P. Vertical distribution of heavy metal pollutant in soil profile of Tianjin[J]. Contribution to Geology and Mineral Resources Research, 2004, 19(4): 270–274

[31] 刘红恩, 常丹娜, 马健等. 污水灌溉对土壤重金属累积和迁移的影响及其对策[J]. 江西农业学报, 2012, 24(7): 73–75
Liu H E, Chang D N, Ma J, et al. Effect of wastewater irrigation on accumulation and translocation of heavy metal in agricultural soil and solution distribution[J]. Acta Agriculturae Jiangxi, 2012, 24(7): 73–75

[32] 王凯荣, 张玉烛. 25 年引灌含 Cd 污水对酸性农田土壤的污染及其危害评价[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 658–661
Wang K R, Zhang Y Z. Investigation and evaluation on Cd pollution of the acidic farm land soils irrigated with Cd-polluted wastewater for 25 years[J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2007, 26(2): 658–661